# Evaluación de algunos marcadores de exposición a contaminantes en tres especies de bagres colombianos (Pisces: Siluriformes)

## Evaluation of indicators of exposure to contaminants in three species of Colombian catfishes (Pisces: Siluriformes)

**Jaime González-M., Miguel A. Landines, Javier Borbón, María L. Correal, Charles Sánchez y Liliana Rodríguez**

### Resumen

Se evaluaron ejemplares adultos de las especies capitán de la Sabana (*Eremophilus mutisii*), bagre rayado (*Pseudoplatystoma orinocoense* y *P. metaense*) y capaz (*Pimelodus grosskopfii*) (n=9-27/especie), provenientes del río Bogotá (Cundinamarca), Puerto López (Meta) y represa de Betania (Huila, Colombia), respectivamente. Se investigó la presencia de plomo en sangre, actividad colinesterasa (ChE) plasmática y micronúcleos eritrocíticos. Adicionalmente se evaluaron en muestras de agua los parámetros físico-químicos, metales (plomo, cadmio, hierro y zinc), hidrocarburos totales de petróleo (TPHs), benzo[a]pireno, organofosforados/carbamatos y los herbicidas glifosato y atrazina. Los principales hallazgos en los ejemplares fueron la presencia de plomo en sangre (93% capitanes, 44% bagres rayados y 28% capaces) con niveles por encima de 3,3 µg/dL, y una disminución significativa de la actividad ChE en el capitán de la sabana con respecto al bagre rayado y al capaz. No se presentó un número significativo de micronúcleos en alguna de las especies. En las aguas, se encontraron 7-14 ppm equivalentes de TPHs en río Bogotá y 1,5-3,5 ppm equivalentes en río Meta. También fueron encontradas trazas de glifosato (0,5-4,0 ppb) en áreas aledañas al río Meta. La naturaleza xenobiótica que tiene el plomo hace que su presencia en la sangre de los peces sea un hallazgo anormal, así como la presencia de TPHs y glifosato en algunas de las aguas muestreadas.

**Palabras clave**. Pimelodidae. Trichomycteridae. Contaminantes. Plomo. Colinesterasa.

### Abstract

Mature specimens of three catfishes: Capitán de la Sabana (*Eremophilus mutisii*), Bagre Rayado (*Pseudoplatystoma orinocoense* and *P. metaense*) and Capaz (*Pimelodus grosskopfii*) (n=9-27/species) were sampled in the areas of Bogotá River, Puerto López (Meta) and Betania Dam (Huila, Colombia), respectively. Levels of blood lead, plasma cholinesterase (ChE) activity and erythrocytic micronuclei were investigated. Water samples from each location were analyzed for physico-chemical parameters, metals (lead, cadmium, iron and zinc), total petroleum hydrocarbons (TPHs), benzo[a]pyrene, screening test for organophosphates/carbamates and the herbicides glyphosate and atrazine. The main findings in the fish were the presence of lead above 3.3 µg/dL in the blood of 93 % of the Capitanes, 44% of the Bagres and 28% of the Capaces, as well as a lower ChE activity in the Capitán as compared to Bagre Rayado and Capaz. No significant numbers of micronuclei were found in any of the species. In the water samples, 7- 14 ppm equivalents of TPHs were found in the Bogotá River (Suesca) and 1.5 - 3.5 ppm in the Meta River. Levels of glyphosate (0.5 – 4.0 ppb) were found in the Meta River. The xenobiotic nature of lead makes its presence in the fish an abnormal finding, as is the presence of TPHs and glyphosate in the water samples.

**Key words.** Pimelodidae. Trichomycteridae. Pollution. Lead. Cholinesterase.

## Introducción

Colombia es el segundo país de Suramérica con el mayor número de especies ícticas de agua dulce, registrándose un total de 1435 hasta la fecha. Este número representa un 5 % de todas las especies marinas y dulceacuícolas del mundo y un 29 % de las especies de aguas continentales desde el sur de México hasta Chile y Argentina. Los dos órdenes con el mayor número de especies son los Characiformes (637 especies, 44,4 %) y los Siluriformes (524 especies, 36,5 %) (Maldonado-Ocampo *et al.* 2008).

En los últimos años varios estudios han registrado descensos significativos en las cifras de capturas de peces en varias regiones del país. Así, en la cuenca del Magdalena se reporta un descenso del 90 % en los últimos 40 años, pasando de 80000 toneladas a menos de 10000 en este periodo de tiempo (Galvis y Mojica 2007, Gutiérrez *et al.* 2011). Por su parte, en la cuenca del Orinoco, Ramírez-Gil y Ajiaco-Martínez (2011) señalan un descenso de 7000 toneladas en los desembarcos pesqueros de 1997, a menos de 1000 para el año 2009, lo cual representa un disminución del 85 %. Así mismo, en el río Putumayo se pasó de 250 toneladas capturadas en 1992 a menos de 50 para el año 2009 (Agudelo *et al.* 2011).

Varias razones han sido consideradas para explicar los descensos en las capturas de poblaciones ícticas. Se han mencionado causas como la sobreexplotación pesquera, la deforestación y la contaminación de los cuerpos de agua, entre otras (Mojica *et al.* 2012). Dentro de las fuentes de contaminación existen varios grupos de compuestos químicos que potencialmente alteran la calidad del agua del país. Entre éstos se tienen: plaguicidas, metales, hidrocarburos, efluentes de la industria y residuos orgánicos por tratamiento inadecuado de aguas servidas. Colombia tiene una comercialización importante de plaguicidas superando los promedios de otros países de América Latina (ICA 2010). En la actividad minera, por su parte, ha habido un impulso importante por parte de los planes de desarrollo de los últimos gobiernos, particularmente en lo relacionado con la extracción de oro y carbón (Ponce 2012). En el sector de hidrocarburos y concretamente en la extracción petrolera, la Agencia Nacional de Hidrocarburos ha indicado que el país alcanzó la cifra de un millón de barriles producidos al día (http://www.anh.gov.co), lo cual también aumenta los riesgos de contaminación ambiental durante el proceso extractivo. De otra parte, aunque Colombia no está dentro de los países con gran desarrollo industrial, en los últimos años los índices de producción del país generados por el Banco de la República (http://www.banrep.gov.co/es/producción) han mejorado en esta área, pero al mismo tiempo, los riesgos de que efluentes mal manejados o no tratados de las industrias que afectan la calidad de las aguas, han aumentado. En el campo de manejo de aguas residuales, desafortunadamente la disposición de las mismas no es la mejor, ya que según el propio Viceministerio del Agua y Saneamiento Básico, sólo el 9% de las aguas residuales del país son tratadas adecuadamente (http://www.minvivienda.gov/co/agua), haciendo que el mayor porcentaje de las mismas termine contaminando ríos, quebradas y otros cuerpos de agua del país.

El Libro Rojo de los Peces Dulceacuícolas de Colombia muestra que de las 81 especies incluidas por el riesgo al que se ven sometidas, 36 pertenecen al orden siluriformes, es decir, un 44% del total. En este reporte las 81 especies fueron clasificadas en las categorías: extintas (1,2 %), en peligro crítico (1,2 %), en peligro (4,9 %), vulnerables (59,3 %) casi amenazadas (29,6 %) y de preocupación menor (3,7 %). Las especies que se estudian en este trabajo son capitán de la Sabana (*Eremophilus mutisii*), bagre rayado (*Pseudoplatystoma orinocoense* y *P. metaense*) y capaz (*Pimelodus grosskopfii*), las cuales han sido clasificadas como *vulnerables* según el libro rojo (Mojica *et al.* 2012).

El objetivo general de esta investigación fue evaluar algunos biomarcadores de exposición a contaminantes en ejemplares de las tres especies de bagre antes mencionadas, los cuales fueron capturados en cuerpos de agua ubicados en las cuencas indicadas. Adicionalmente, se hicieron análisis fisicoquímicos y de algunos contaminantes del agua de las áreas correspondientes.

## Material y métodos

### Captura de los ejemplares

Ejemplares adultos (n= 9-27 / especie) de capitán de la Sabana (*Eremophilus mutisii*), bagre rayado (*Pseudoplatystoma orinocoense* y *P. metaense*) y capaz (*Pimelodus grosskopfii*) (Figura 1), fueron capturados entre el 27 de septiembre de 2012 y el 5 de diciembre de 2012 en la cuenca alta del río Bogotá (Suesca, Cundinamarca), río Meta (Figura 2), y cuerpos de agua vecinos, así como en la represa de Betania, respectivamente para cada especie. Los individuos fueron pesados y medidos, se tomó muestra de sangre heparinizada de la vena caudal para análisis cuantitativo de plomo, actividad colinesterasa (ChE) plasmática y presencia de micronúcleos. Posteriormente, los peces fueron sacrificados mediante un corte medular en la región cervical y sometidos a una evaluación macroscópica de los órganos internos.

### Análisis de plomo, micronúcleos y colinesterasa plasmática

Para el análisis de plomo se utilizó el método electroquímico estandarizado por Magellan Biosciences$^{TM}$. Un volumen de 50 µL de sangre de cada ejemplar fue transferido mediante capilar a un frasco vial con solución hemolizante. Luego de homogenizar la mezcla, se tomó parte de ésta con










**Figura 1.** a) Capitán de la Sabana (*Eremophilus mutisii*); b) Bagre rayado (*Pseudoplatystoma* sp.); c) Capaz (*Pimelodus grosskopfii*).







**Figura 2** a) Río Meta; b) Pescador en río Meta.

un capilar de bulbo y se depositó sobre el sensor insertado en la cámara de lectura del equipo Lead Care II ®. Luego de tres minutos de reacción, se registró el valor de plomo, expresándolo en µg/dL. El equipo fue calibrado previamente a las lecturas con estándares de concentración conocida de plomo. Para el análisis de micronúcleos se utilizó la técnica modificada de Al-Sabti y Metcalfe (1995). Se tomó un volumen de 3 µL de sangre y se ubicó sobre el extremo de una lámina portaobjeto, haciendo un extendido y permitiendo su secado a temperatura ambiente por 24 horas. Luego, la lámina se fijó en etanol absoluto durante 10 minutos para hacer una tinción posterior durante 15 minutos con solución de Giemsa (5% en buffer fosfato, pH=6,8). Para la identificación y cuantificación de los micronúcleos se utilizó un microscopio de luz (Olympus ™) a una magnificación de 1000x. Un total de 3000 eritrocitos fueron evaluados por lámina, observando el número de células micronucleadas y su frecuencia por cada 1000 células (‰). Los criterios para la identificación de un micronúcleo fueron: 1) separación clara del núcleo principal, 2) tamaño menor o igual a una tercera parte del núcleo principal, con forma redonda u ovalada y 3) igual color ó intensidad del núcleo principal. La actividad colinesterasa plasmática se midió mediante el método espectrofotométrico de Ellman *et al.* (1961). Una vez separado el plasma de la fracción celular sanguínea mediante centrifugación, fue almacenado a 4 °C y analizado tanto para actividad acetilcolinesterasa (AChE) como butirilcolinesterasa (BChE). La formación del ácido 5-tio-2-nitrobernzoico fue medida luego de 1 minuto de reacción registrando el delta de absorbancia a 405 nm de longitud de onda en un espectrofotómetro Stat Fax 3300 ® (Awareness Technology ™). La actividad enzimática fue expresada como nanomoles de tiocolina / ml de plasma / minuto, utilizando el valor 13400 como coeficiente de extinción para hacer los cálculos finales.

## Análisis físico-químico y de contaminantes en las aguas

De cada una de las zonas en donde se hizo el muestreo de los peces, se tomaron muestras de agua para análisis físico químico y detección de los herbicidas glifosato y atrazina, hidrocarburos totales de petróleo (TPH), benzo[a]pireno, prueba tamiz para organofosforados/carbamatos y los metales plomo, cadmio, hierro y zinc. Los análisis físico químicos que se realizaron utilizando los kits *Fish Farming FF1A* (Hach®) para dureza y alcalinidad (titulación con EDTA y ácido sulfúrico), cloruro (titulación con nitrato de plata), nitrito (diazotización) y sulfato (turbidimetría). Para salinidad, conductividad y sólidos disueltos totales, las mediciones se hicieron utilizando el lector ExStik II ® (Extech Instruments ™). El pH fue medido mediante potenciometría (Lab 850, Schott Instruments ™). Kits comerciales basados en la técnica de inmunoensayo competitivo con microplato de 96 pozos ó cubeta fueron usados para los análisis de glifosato (Abraxis ™, Cat.500086), atrazina (Hach ™, Cat. 27627-10), TPH (Hach ™, Cat. 2774300), benzo[a]pireno (Abraxis ™, Cat.530039) y organofosforados/carbamatos (Abraxis ™, Cat.550055). El análisis de metales se hizo mediante espectrofotometría de absorción atómica usando lámparas de cátodo hueco para cada metal (Espectrofotómetro Shimadzu AA-680 ™).

## Análisis de resultados

Se hizo una valoración de los resultados encontrados a través de estadística descriptiva utilizando la media como parámetro de tendencia central y el error estándar como medida de dispersión. En el caso del bagre rayado, los valores de las especies *P. orinocoense* (n=6) y *P. metaense* (n=3), fueron agrupados para tener una sola lectura para el género. Los valores promedio encontrados en la actividad colinesterasa plasmática fueron comparados entre las especies a través de un análisis de varianza con un nivel de significancia del 95% ($\alpha$=0,05). La comparación entre actividad AChE y BChE para cada especie fue hecha con la prueba t-student. Para estos dos análisis estadísticos se empleó el programa Statistix 7.0®. Los valores de plomo en sangre y micronúcleos fueron analizados mediante comparación con reportes en otros estudios con similares características. Los resultados de las pruebas físico químicas y de contaminantes en las aguas fueron comparados con los de niveles máximos permitidos y rangos de clasificación de las variables analizadas.

## Resultados

### Biometría y distribución de sexos

Los pesos (g) y longitudes totales (cm) (promedio ± error estándar) de los ejemplares capturados de cada especie fueron: bagre rayado, 6211,1 ± 1862,1 y 82,1 ± 9,6; capaz, 420,4 ± 48,4 y 34,9 ± 1,1 y capitán de la Sabana, 85,2 ± 10,7 y 21,7 ± 0,9. La distribución según el género de los ejemplares fue para bagre, cinco hembras, dos machos y un ejemplar no maduro sexualmente; capaz, 24 hembras, un macho y dos no maduros sexualmente y para capitán de la Sabana, 7 hembras y 8 machos.

### Plomo en sangre

El 49% de los peces muestreados en las tres especies tuvieron valores de plomo en sangre entr e 3,6 y 9,5 µg/dL. Los intervalos encontrados de concentración de plomo, el número de animales afectados en cada especie y el porcentaje correspondiente de los mismos se pueden observar en la Tabla 1.

### Actividad colinesterasa plasmática

Los valores encontrados para la actividad colinesterasa plasmática (nanomoles tiocolina/ml plasma/minuto) fueron para AChE: bagre rayado, 1485 ± 186; capaz, 1425 ± 109 y capitán de la Sabana 142 ± 17. En la BChE, los valores fueron en bagre rayado, 38 ± 4; capaz, 20 ± 2 y capitán de la Sabana 24 ± 2. La actividad AChE fue significativamente más alta que la tipo BChE en cada una de las tres especies (t-student, $p < 0,05$). Por su parte en la actividad AChE, los valores mostrados por bagre rayado y capaz fueron significativamente más altos que el encontrado en pez capitán (ANAVA, $p < 0,05$). Los resultados de actividad BChE fueron muy similares entre las tres especies y no tuvieron diferencias estadísticamente significativas entre éstas (Figura 3).

### Micronúcleos eritrocíticos

Ninguna de las especies presentó valores de micronúcleos por encima de las medias que se establecen como valores de línea base. Los micronúcleos aparecieron en algunos ejemplares pero siempre por debajo de los valores designados como normales dentro de un extendido de sangre.

### Parámetros físico-químicos y contaminantes en las aguas

Los resultados de las variables físico-químicas del agua y de los contaminantes de las mismas se pueden apreciar en las Tablas 2 y 3, respectivamente.

## Discusión

Las especies bagre rayado (*P. orinocoense* y *P. metaense*), capaz (*P. grosskopfii*) y capitán de la sabana (*E. mutisii*), son bagres muy representativos de la ictiofauna del país, dada su importancia en la dieta de los colombianos y su capacidad bioindicadora de la condición de las aguas que habitan. Estas especies han sido clasificadas dentro de la categoría de vulnerables según el Libro Rojo de Peces Dulceacuícolas de Colombia (Mojica *et al.* 2012).

**Tabla 1.** Niveles de plomo en sangre (µg/dL) en ejemplares muestreados.

| Especie | Intervalo de valores (µg/dL) | n ejemplares afectados | Ejemplares afectados (%) |
|---|---|---|---|
| Capitán de la Sabana (n=15) | 3,7 - 7,8 | 14 | 93 |
| Bagre rayado (n=9) | 3,6 - 8,2 | 4 | 44 |
| Capaz (n=25) | 3,6 - 9,5 | 7 | 28 |

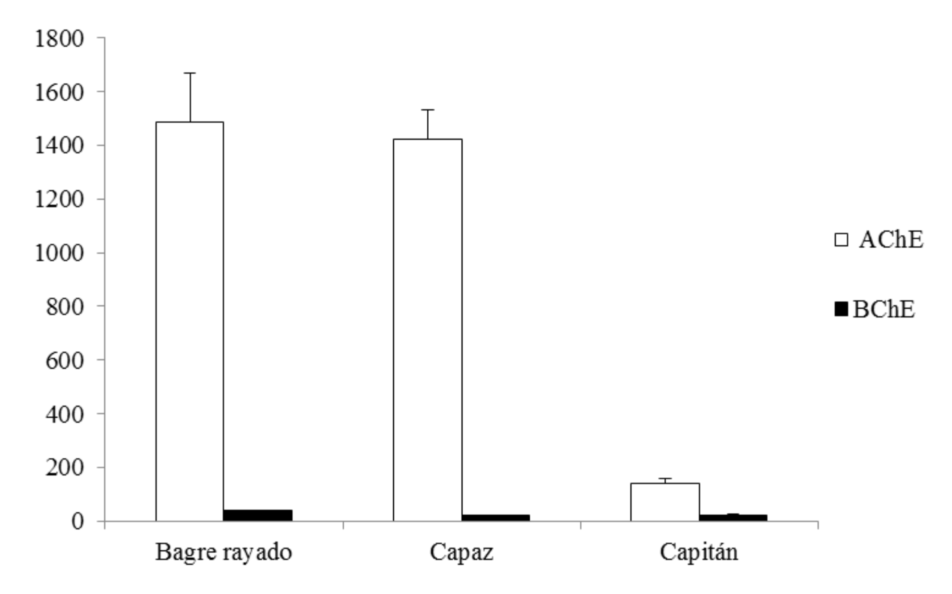



**Figura 3.** Actividades acetil- (AChE) y butiril-colinesterasa (BChE) (nmoles/ml plasma/minuto) (media ± D. E.) en bagres muestreados. Letras diferentes en barras de misma actividad = diferencia significativa entre especies, ANOVA, p < 0,05).

**Tabla 2.** Resultados de análisis físico-químicos de las aguas muestreadas. SDT = sólidos disueltos totales. ppm = partes por millón.

| Punto de muestreo | pH | Dureza (ppm) | Alcalinidad (ppm) | Cloruro (ppm) | SDT (mg/L) | Conductividad (µS/cm) | Salinidad (ppm) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Río Bogotá (Suesca) | 6,0 | 34,2 | 17,1 | 30 | 57,3 | 95,3 | 47,3 |
| Caño Nare (Meta) | 5,4 | 17,1 | 17,1 | 60 | 8,7 | 14,6 | 7,3 |
| Río Meta (Meta) | 7,0 | 34,2 | 34,2 | 60 | 42,4 | 70,7 | 35,4 |
| El Hobo (Huila) | 8,5 | 51,3 | 34,2 | 60 | 87,8 | 140 | 60 |
| Betania (Huila) | 7,6 | 51,3 | 34,2 | 60 | 88,4 | 142 | 60 |

**Tabla 3.** Contaminantes presentes en las aguas muestreadas. ppb = partes por billón. ppm = partes por millón. Op - Cb = organofosforados – carbamatos. PTH = hidrocarburos totales de petróleo. N. D. = no detectado.

| Punto de Muestreo | Glifosato (ppb) | Atrazina (ppb) | Benzo[a] pireno N. D. | Op - Cb (ppb) | Hierro (ppb) | Zinc (ppb) | Plomo (ppb) | Cadmio (ppb) | PTH (ppm) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Río Bogotá (Suesca) | 0,2 | N. D. | N. D. | N. D. | 0,06 | 0,06 | N. D. | N. D. | 5,0 |
| Caño Nare (Meta) | 4,0 | N. D. | N. D. | N. D. | 0,99 | 0,04 | N. D. | N. D. | 2,0 – 5,0 |
| Río Meta (Meta) | 0,05 - 0,5 | N. D. | N. D. | N. D. | 0,86 | 0,05 | N. D. | N. D. | 2,0 – 5,0 |
| El Hobo (Huila) | N. D. | N. D. | N. D. | N. D. | 0,16 | 0,04 | N. D. | N. D. | N. D. |
| Betania (Huila) | N. D. | N. D. | N. D. | N. D. | 0,06 | 0,04 | N D. | N. D. | N. D. |

Los riesgos para estas especies están en parte relacionados con las amenazas de tipo ambiental que han sido identificadas en las cuencas hidrográficas donde habitan. En el caso de la cuenca del Magdalena se mencionan entre los riesgos, la contaminación con desechos orgánicos y plaguicidas (PDAAA 2013), así como la modificación de su cauce para ampliar la frontera agrícola (Villa-Navarro 2012). En el caso del río Bogotá (subcuenca del Magdalena), también se han identificado contaminantes como metales pesados (Rodríguez *et al.* 2009) y plaguicidas (Salcedo *et al.* 2012), no sólo en las aguas sino en los tejidos del pez capitán. En la cuenca del Orinoco, vertimientos de subafluentes y aguas servidas sin tratamiento de poblaciones y ciudades del piedemonte llanero, están entre los riesgos de contaminación del agua en la región. Además, las fumigaciones aéreas y en tierra sobre cultivos de arroz, maíz, sorgo y palma africana pueden terminar por escorrentía en las fuentes de agua y en los cauces principales (Ramírez-Gil *et al.* 2012).

Los hallazgos más significativos de los análisis hechos en los peces de esta investigación fueron la presencia de plomo en sangre entera y la diferencia en la actividad colinesterasa entre las especies bagre y capaz con respecto al pez capitán de la Sabana. La presencia de plomo en sangre ocurrió en todas las especies, con porcentajes altos (49%) del total de individuos muestreados. De las especies estudiadas, el pez capitán fue el que presentó el mayor número de peces afectados (93 %), seguido del bagre rayado (44 %) y el capaz (28 %). Sin embargo, el valor individual más alto de Pb fue encontrado en un ejemplar de capaz (9,5 µg/dL). Como resultado de esto, el 49 % de todos los ejemplares de las tres especies presentaron valores de plomo en sangre entre 3,6 y 9,5 µg/dL. El plomo es uno de los metales pesados con mayor casuística de intoxicación en varias especies animales. Este metal afecta la síntesis de la fracción heme de la sangre. Además, el Pb es un agente neurotóxico que altera estructuras del sistema nervioso central por su capacidad para atravesar la barrera hematoencefálica e interferir con la acción reguladora del calcio en la célula, en particular con la acción de neurotransmisores como dopamina, acetilcolina y acido gama-aminobutírico (GABA) (Thompson 2007). Los niveles de plomo sanguíneo que pueden alterar la síntesis de fracción heme y consecuentemente provocar anemia en los peces, varían según la especie. Se ha reportado que para la mayoría de especies ícticas, el valor de Pb sanguíneo que podría causar este efecto está por encima de 50 µg/dL (Schmitt *et al.* 2007). En el caso del bagre del canal norteamericano (*Ictalurus punctatus*) el valor umbral para este efecto se ha fijado en 10 µg/dL (Schmitt *et al.* 2005). Los peces del presente estudio que registraron valores de Pb en sangre, tuvieron un intervalo entre 3,6 y 9,5 µg/dL, el cual estaría cerca del valor establecido para *Ictalurus punctatus*. Sin embargo, la evidencia del efecto anemizante no fue evaluada en detalle en el presente estudio y por ello no podría afirmarse que las concentraciones encontradas incidieron en este factor. En un estudio hecho por Lombardi *et al.* (2010) en *Prochilodus lineatus* en Argentina, se encontró que los ejemplares capturados en los puntos que recibían aguas servidas no tratadas, alcanzaron valores entre 10 y 12 µg/dL de Pb en la sangre, intervalo que está muy cerca a los valores más altos hallados en la presente investigación. Las fuentes de Pb que pueden acceder como contaminante a las aguas son diversas. Los efluentes de minería (drenaje ácido) está dentro de las más frecuentemente mencionadas y reportadas en la literatura (Brumbaugh *et al.* 2005, Luoma y Rainbow 2008). Otras fuentes importantes de Pb son hidrocarburos pesados y livianos, soldadura, pinturas, baterías ó acumuladores, entre otros (Thompson 2007). En el presente estudio no se identificó una fuente puntual de descarga de Pb en las aguas en ninguno de los lugares. Se sabe en el caso del río Bogotá, que las fuentes de contaminación son múltiples, siendo una fuente directa de Pb los residuos de la actividad de curtiembre en el sector de Villapinzón (Cundinamarca) (Rodríguez *et al.* 2007), sin embargo, otras fuentes deben considerarse dado el proceso de contaminación continuo al que se ha visto sometido el río con otras fuentes industriales, plaguicidas, residuos de actividad agropecuaria y de aguas servidas. Es importante recordar que el 93% de los ejemplares muestreados del pez capitán en el río Bogotá presentaron valores de Pb por encima de 3,6 µg/dL. Estudios hechos previamente por nuestro grupo mostraron la acumulación de metales pesados (plomo, cromo y cadmio) en la musculatura de ejemplares del pez capitán capturados en la cuenca alta del río Bogotá (Rodríguez *et al.* 2009). De las zonas de Puerto López

y Betania no hay una evidencia directa de ingreso de Pb en las aguas, sin embargo, en el balance hecho por la Procuraduria Delegada para el Medio Ambiente (2013), se hace un énfasis particular en el alto nivel de contaminación que afecta al río Magdalena a lo largo de su cauce. En las especies capaz y bagre rayado no se encontraron reportes previos sobre acumulación de Pb en tejidos que permitieran hacer una comparación con lo reportado en el presente trabajo.

La actividad colinesterasa (ChE) es un biomarcador muy utilizado en toxicología (Nunes 2011). Esta enzima indica la capacidad de los terminales nerviosos para hidrolizar el neurotransmisor acetilcolina (ACh), evitando así la transmisión continua del impulso nervioso. Cuando la ChE, ya sea de tipo acetil (AChE) o butiril (BChE), hidroliza a la ACh, genera como productos el ácido acético y la colina. Esto permite la repolarización de la membrana nerviosa llevándola nuevamente a un estado de reposo, el cual favorece la respuesta a un nuevo estímulo (Timbrell 2000). Varios tipos de contaminantes pueden alterar la actividad ChE generando un cuadro tóxico en el sistema nervioso de los ejemplares expuestos a estos compuestos. Dentro de los contaminantes identificados como inhibidores de actividad ChE, están los insecticidas tipo organofosforado y carbamato, además de metales como el plomo, el cual también ha sido asociado con efectos en la actividad de esta enzima (Heath 1995, Thompson 2007, Borbón y González 2012).

Varios estudios han determinado la actividad ChE basal en diversas especies de peces. Chuiko *et al.* (2003) registraron para la AChE varios grados de expresión catalítica en las 16 especies analizadas, pertenecientes a cuatro familias (Cyprinidae, Percidae, Esocidae y Lotidae). Los valores de actividad AChE plasmática registrados para estas cuatro familias estuvieron entre 20 y 310 nmoles/ml/minuto. Por su parte, la actividad BChE sólo fue encontrada en los ciprínidos, con excepción de la carpa común, pero tuvo valores más altos que la actividad AChE (433-18050 nmoles/ml/minuto). De las especies estudiadas en el presente trabajo, solamente el pez capitán mostró valores dentro del rango de actividad AChE reportado por Chuiko *et al.* (op. cit.), con un valor de 142 ± 17 nmoles/ml/minuto, mientras que los valores en capaz y bagre fueron muy superiores, 1425 ± 109 y 1485 ± 186 nmoles/ml/minuto, respectivamente. La menor actividad ChE registrada en el pez capitán de la sabana podría obedecer a una menor actividad constitutiva de la especie con respecto a las otras o a efectos causados por inhibidores de la enzima, como los que se mencionaron anteriormente. Frente a la primera posibilidad, no se encontraron estudios hechos con esta especie en lugares diferentes al río Bogotá, de donde se pudiera obtener resultados de actividad ChE basal en capitanes provenientes de lugares no contaminados. Sobre la segunda posibilidad, en el presente estudio no se detectaron insecticidas tipo fosforado o carbamato con la prueba general que se hizo, sin embargo, en otro estudio reciente, se hallaron varios inhibidores de este tipo, tanto en las aguas del río como en el músculo de los peces capitán (Salcedo et al. 2012). Concretamente esta investigación reportó en la musculatura de los peces niveles de metil-bromofos (39,5 – 44,6 ppb, en 5 de 26 ejemplares), etil-bromofos (33,8 – 8709 ppb en 18 de 26 ejemplares) y metil-azinfos (23,9 – 55,6 ppb en 8 de 26 ejemplares). Estos compuestos hacen parte del grupo de insecticidas organofosforados, los cuales son los de mayor venta y uso en el país.

Teniendo como base de discusión el hallazgo de Salcedo *et al.* (op. cit.), la inhibición de la actividad ChE en pez capitán, encontrada en este trabajo, podría deberse a la exposición y acumulación de estos insecticidas en tejidos. La otra fuente de inhibición de la actividad ChE podría ser el plomo que se encontró simultáneamente en este estudio, especialmente en el pez capitán que fue la especie con el mayor número de ejemplares con este hallazgo. El Pb ha sido asociado con efectos sobre la utilización del calcio a nivel celular y posterior acción sobre la liberación de neurotransmisores como la ACh, sustrato de la ChE (Heath 1995, Thompson 2007). Algunos reportes en peces de otras especies han mostrado el efecto inhibitorio del Pb en la actividad ChE. Ejemplares de *Clarias batrachus*, un silúrido de origen asiático, expuestos por 150 días a 5 ppm de Pb, tuvieron una inhibición significativa de la actividad ChE, tipo acetil (Katti y Sathyanesan 1986). Sin embargo, en un estudio más reciente, trabajando con varios metales, solo la exposición aguda a cobre causó efectos en la ChE del pez *Gambusia holbrooki*, mientras que el plomo, zinc y cadmio no lo hicieron

(Brandão *et al.* 2013). Si bien algunos reportes evidencian la inhibición de la ChE por exposición a metales como el plomo, para algunos autores las concentraciones requeridas para causar este efecto están muy por encima de las que se necesitan en el caso de los insecticidas. Además en estos estudios se ha indicado que esas altas concentraciones analizadas en condiciones de laboratorio serían difíciles de encontrar en el ambiente natural (Sánchez-Hernández 2001). Dado que la presencia de plomo en las aguas no fue detectada en ninguna de las muestras del presente estudio, como se discutirá más adelante, la posibilidad de que la inhibición de la enzima AChE en el pez capitán se haya debido a la exposición a insecticidas fosforados sería mayor que por efecto del plomo, teniendo en cuenta que los insecticidas fosforados si han sido identificados en tejidos de ejemplares de la especie capturados en otros estudios.

Los resultados de los análisis físico químicos de las aguas en los puntos de muestreo estuvieron dentro de los intervalos esperados y ofrecieron, en términos generales, condiciones aceptables para las especies (Colt y Tomasso 2001). Los valores de pH estuvieron en el intervalo 5,4 - 8,5, siendo el valor más bajo el encontrado en caño Nare (Meta), aunque dentro del pH ligeramente ácido característico de esta región. Todas las aguas fueron blandas (< 75 ppm $CaCO_3$) y con bajas alcalinidades. Los valores de cloruro y salinidad total confirmaron la clasificación de las aguas como dulces, mientras que la conductividad y los sólidos disueltos totales también estuvieron dentro de un intervalo bajo. Todas las aguas fueron negativas a la presencia de nitrito, con excepción de las del río Bogotá. Sin embargo, el valor alcanzado en este lugar (0,42 ppm) no representó una variación muy significativa del ideal. Los valores de sulfato estuvieron también por debajo de 50 ppm y sólo la muestra en río Meta tuvo un resultado ligeramente más alto (60 ppm).

En lo relacionado con los contaminantes analizados, los resultados más significativos fueron la presencia de glifosato en las muestras de río Bogotá (0,2 ppb), caño Nare (4 ppb) y río Meta (0,05 – 0,5 ppb), así como la aparición de hidrocarburos en los mismos lugares, río Bogotá (5 ppm), caño Nare (2 – 5 ppm) y río Meta (2 – 5 ppm). El glifosato es el herbicida más utilizado en Colombia (ICA 2010), no sólo para la erradicación de cultivos ilícitos como la coca y la amapola, sino para controlar malezas de cultivos como fresas y otros de importancia en la agricultura colombiana. Por ello su presencia en los análisis de aguas en dos de las tres regiones muestreadas es previsible. Sin embargo, las concentraciones encontradas en el presente trabajo, no estuvieron dentro de los valores de riesgo para consumos de poblaciones humanas o animales (0,7 ppm como máximo nivel admitido para aguas de consumo) (http://*www.epa.gov/safewater/pdfs)*. Con respecto a efectos tóxicos en peces por exposición a aguas contaminadas con glifosato, los valores que se han identificado en peces nativos y de producción comercial en Colombia están en el intervalo de 1 a 90 ppm, es decir, muy por encima de los valores encontrados en esta investigación (González *et al.* 2007, González *et al.* 2012). Con respecto a la presencia de hidrocarburos en las aguas, también es importante anotar que éstos suelen ser contaminantes frecuentes dado su uso masivo. La prueba de TPH (hidrocarburos totales del petróleo) está diseñada para identificar la presencia de compuestos derivados del petróleo, con H y C, pero ninguno en específico. Es difícil establecer una concentración en particular para TPH que sea considerada nociva para la salud de humanos o animales ya que no se trata de una sustancia única sino de una mezcla de cientos de compuestos. Así, los valores variarán para compuestos aromáticos como los PAH (hidrocarburos policíclicos aromáticos), asociados a cáncer y otros efectos nocivos; en comparación a los de cadenas alifáticas y cortas. La EPA no ha establecido un nivel de riesgo para la salud para TPH como grupo y por ello en este sentido deberían consultarse los valores reportados para cada tipo de hidrocarburo. Por ejemplo, para benceno, tolueno y xileno, los valores máximos recomendados presentes en aguas de consumo son 0,005 ppm, 1 ppm y 10 ppm, respectivamente (http://www.epa.org). Los valores de TPH en el presente trabajo están por debajo de los que suelen darse en accidentes de derrames masivos de hidrocarburos u otros eventos severos de contaminación. Para los contaminantes atrazina, benzo[a]pireno, organofosforados/carbamatos y los metales plomo, cadmio, hierro y zinc no se detectaron valores en las muestras analizadas que pudieran confirmar alteración con respecto a parámetros ideales o concentraciones

máximas toleradas. En particular, el Pb no apareció en ninguna de las muestras aunque si se detectó en la sangre de los peces. En investigaciones anteriores en las que se detectaron metales (Pb, Cd y Cr) en el músculo del pez capitán, también estuvieron ausentes los registros de detección de estos metales en las aguas (Rodríguez *et al.* 2009).

## Conclusiones

La detección de plomo en la sangre del 49% de los peces de este estudio fue un indicador de utilidad sobre la presencia de un agente xenobiótico y potencialmente tóxico en los ejemplares. Aunque los ejemplares no mostraron efectos fisiológicos o patológicos derivados de este hallazgo, es importante mantener una vigilancia sobre las implicaciones que pueda tener este hallazgo al futuro en el estado sanitario de las especies estudiadas.

Los valores disminuidos de actividad colinesterasa en el pez capitán de la Sabana, con respecto al bagre rayado y al capaz, sugieren una exposición a inhibidores de la enzima como es el caso de los insecticidas organofosforados, los cuales han sido detectados en estudios previos.

Aunque las concentraciones de glifosato y de hidrocarburos totales encontradas en las aguas no estuvieron dentro de los intervalos de riesgo para ocasionar intoxicaciones agudas en humanos o animales, es importante hacer seguimientos en estos cuerpos de agua para mantener un registro de las concentraciones de estos compuestos y sus implicaciones ambientales.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a Ecopetrol por la financiación de este proyecto de investigación dentro de la Convocatoria de Biodiversidad 2011.

## Bibliografía

Agudelo-Córdoba, E., C. L. Sánchez-Páez, C. A. Rodríguez, C. A. Bonilla-Castillo y G. A. Gómez. 2011. Diagnóstico de la pesquería en la cuenca del Amazonas. Capítulo 5. Pp. 143-166. *En*: Lasso, C. A., F. de P., Gutiérrez, M. A. Morales- Betancourt, E. Agudelo, H. Ramírez-Gil y R. E. Ajiaco-Martínez (Editores). II. Pesquerías continentales de Colombia: cuencas del Magdalena-Cauca, Sinú, Canalete, Atrato, Orinoco, Amazonas y vertiente del Pacífico. Serie Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, D.C., Colombia.

Al-Sabti, K. y C. D. Metcalfe. 1995. Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water. *Mutation Research* 343: 121-135.

Brandão, F., A. T. Correia, F. Gonçalves y B. Nunes. 2013. Effects of anthropogenic metallic contamination on cholinesterases of *Gambusia holbrooki*. *Marine Pollution Bulletin* 76: 72–76.

Borbón, J. F. y J. F. González. 2012. Exposición aguda a fentión en juveniles de cachama blanca (*Piaractus brachypomus*): efectos tóxicos, cambios en actividad colinesterasa y uso potencial en monitoreo ambiental. *Revista Ciencias de la Salud* 10 (especial): 43-51.

Brumbaugh, W. G., C. J. Schmitt y T. W. May. 2005. Concentrations of cadmium, lead, and zinc in fish from mining-influenced waters of Northeastern Oklahoma: sampling of blood, carcass, and liver for aquatic biomonitoring. *Archives Environmental Contamination Toxicology* 49:76–88.

Chuiko, G. M., V. A. Podgornaya y Y. Y. Zhelnin. 2003. Acetylcholinesterase and butyrylcholinesterase activities in brain and plasma of freshwater teleosts: cross-species and cross-family differences. *Comparative Biochemistry and Physiology* B 135: 55–61.

Colt, J. E. y J. R. Tomasso. 2001. Hatchery water supply and treatment. Pp. 91-186. *En:* Fish hatchery management. G. Wedemeyer (Ed.). 2nd Ed. American Fisheries Society, Bethesda, USA.

Ellman, G. L., K. D. Courtney, V. Andres y R. M. Featherstone. 1961. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochemical Pharmacology* 7 (2): 88-95.

Galvis, G. y J. I. Mojica. 2007. The Magdalena River fresh water fishes and fisheries. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 10 (2): 127-139.

González, J. F., D. M. Ochoa, D. E. Figueredo, C. A. González. 2007. Efectos tóxicos del Roundup® (glifosato) en tilapia roja (*Oreochromis* sp.), yamú (*Brycon amazonicus*) y bocachico (*Prochilodus magdalenae*). *Revista Medicina Veterinaria y Zootecnia* 54 (2): 113-119.

González, J. F., D. M. Ochoa, C. A. González, D. E. Figueredo, C. Montaño, C. Olmos, C. H. Moreno, P. C. Rojas y A. Jiménez. 2012. Resultados. *En*: J. F. González (Ed.). Contaminación de las aguas con glifosato y sus efectos tóxicos en ictiofauna nativa de Colombia.

Editorial Universidad Nacional de Colombia, Bogota, D.C. 71 pp.

Gutiérrez, F. P., C. Barreto Reyes y B. Mancilla Páramo. 2011. Diagnóstico de la pesquería en la cuenca del Magdalena-Cauca. Cap. 1. Pp. 35-73. *En*: Lasso, C. A., F. de P., Gutiérrez, M. A. Morales-Betancourt, E. Agudelo, H. Ramírez-Gil y R. E. Ajiaco-Martínez (Editores). II. Pesquerías continentales de Colombia: cuencas del Magdalena- Cauca, Sinú, Canalete, Atrato, Orinoco, Amazonas y vertiente del Pacífico. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia.

Heath, A. G. 1995. Water Pollution and Fish Physiology. 2nd Edition. CRC Lewis Publishers. Boca Ratón. 359 pp.

Instituto Colombiano Agropecuario (ICA). 2010. Estadísticas de comercialización de plaguicidas. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. Bogotá, D. C.

Katti, S. R. y A. G. Sathyanesan. 1986. Lead nitrite induced changes in the brain constituents of the freshwater fish *Clarias batrachus* (L.). *Neurotoxicology* 7 (3):47-51.

Lombardi, P. E., S. I. Peri y N. R. Verrengia Guerrero. 2010. ALA-D and ALA-D reactivated as biomarkers of lead contamination in the fish *Prochilodus lineatus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73: 1704-1711.

Luoma, S. N. y P. S. Rainbow. 2008. Mining and metal contamination: science, controversies and policies. Pp. 293-326. *En:* Metal Contamination in Aquatic Environments: Science and Lateral Management. Cambridge University Press, New York.

Maldonado-Ocampo, J. A., R. P. Vari y J. S. Usma. 2008. Checklist of the freshwater fishes of Colombia. *Biota Colombiana* 9 (2): 143-237.

Mojica, J. I.; J. S. Usma, R. Álvarez-León y C. A. Lasso (Eds). 2012. Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, WWF Colombia y Universidad de Manizales. Bogotá, D. C., Colombia, 319 pp.

Nunes, B. 2011. The use of cholinesterases in ecotoxicology. *En*: D.M. Whitacre (Ed.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 212: 29-59.

Ponce, A. 2012. ¿Cuál locomotora?. El desalentador panorama de la minería en Colombia. Debate. Bogotá, D. C. 219 pp.

Procuraduria Delegada para Asuntos Ambientales y Agrarios (PDAAA). 2013. Procuraduría General de la República de Colombia. Río Magdalena: Informe social, económico y ambiental. Barranquilla, Colombia.

Ramírez-Gil, H. y R. E. Ajiaco-Martínez. 2011. Diagnóstico de la pesquería en la cuenca del Orinoco. Capítulo 6. Pp. 168-198. *En*: Lasso, C. A., F. P. Gutiérrez, M. A. Morales-Betancourt, E. Agudelo, H. Ramírez-Gil y R. E. Ajiaco-Martínez (Editores). II. Pesquerías continentales de Colombia: cuencas del Magdalena-Cauca, Sinú, Canalete, Atrato, Orinoco, Amazonas y vertiente del Pacífico. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia.

Ramírez-Gil, H. y R. E. Ajiaco-Martínez. 2011. *Brachyplatystoma juruense* (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp.401-403. *En*: Lasso, C. A., E. Agudelo Córdoba, L. F. Jiménez-Segura, H. Ramírez-Gil, M. Morales-Betancourt, R. E. Ajiaco-Martínez, F. de P. Gutiérrez, J. S. Usma Oviedo, S. E. Muñoz Torres, A. I. Sanabria Ochoa (Eds.) I. Catálogo de los Recursos Pesqueros Continentales de Colombia. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D.C., Colombia.

Ramírez-Gil, H., R. E. Ajiaco-Martínez y C.A. Lasso. 2012. *Pseudoplatystoma metaense* y *Pseudoplatystoma orinocoense*. Pp. 165-170. *En:* Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, WWF Colombia y Universidad de Manizales. Bogotá, D. C., Colombia.

Rodríguez, A., J. F. González y R. Suárez. 2007. Las amenazas para el capitán. Pp. 63-91. *En:* ¿Quién es el capitán? Editorial Universidad del Rosario, Bogotá.

Rodríguez, A., J. F. González y R. Suárez. 2009. Accumulation of lead, chromium, and cadmium in muscle of capitán (*Eremophilus mutisii*), a catfish from the Bogotá River basin. *Archives Environmental Contamination Toxicology* 57:359-365.

Salcedo, A., S. M. Díaz, J. F. González, A. Rodríguez y M. E. Varona. 2012. Exposición a plaguicidas en los habitantes de la ribera del río Bogotá (Suesca) y en el pez capitán. *Revista Ciencias de la Salud* 10 (Especial): 29-41.

Sánchez-Hernandez, J. C. 2001. Wildlife exposure to organophosphorus insecticides. *Reviews Environmental Contamination Toxicology* 172: 21–63.

Schmitt, C. J., J. J. Whyte, W. G. Brumbaugh y D. E. Tillitt. 2005. Biochemical effects of lead, zinc, and cadmium in the Tri-States district of northeastern Oklahoma, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24:1483–1495.

Schmitt, C. J., J. J. Whyte, A. P. Roberts, M. L. Annis, T. W. May y D. E. Tillitt. 2007. Biomarkers of

metals exposure in fish from lead-zinc mining areas of Southeastern Missouri, USA. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67: 31-47.

Thompson, L. J. 2007. Lead. Pp. 438-441 *En:* Veterinary Toxicology, Basic and Clinical Principles. R.C. Gupta (Ed.). Academic Press, New York.

Timbrell, J. 2000. Biochemical mechanisms of toxicity: specific examples. Pp. 259-353. *En:* Principles of Biochemical Toxicology. Taylor y Francis, Londres.

Villa-Navarro, F. A. 2012. *Pimelodus grosskopfii*. Pp. 141-143. *En:* Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, WWF Colombia y Universidad de Manizales. Bogotá, D. C., Colombia.

Jaime González-M.
AQUÁTICA - Grupo de Investigación en Toxicología Acuática y Ambiental - Facultad de Medicina Veterinaria y de Zootecnia, Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá.
Bogotá, D.C., Colombia
*jfgonzalezma@unal.edu.co*

Miguel A. Landines
Grupo de Investigación en Fisiología de Peces - Facultad de Medicina Veterinaria y de Zootecnia, Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá
Bogotá, D.C., Colombia
*malandinezp@unal.edu.co*

Javier Borbón
AQUÁTICA - Grupo de Investigación en Toxicología Acuática y Ambiental - Facultad de Medicina Veterinaria y de Zootecnia, Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá.
Bogotá, D.C., Colombia
*jfborbonr@unal.edu.co*

María L. Correal
AQUÁTICA - Grupo de Investigación en Toxicología Acuática y Ambiental - Facultad de Medicina Veterinaria y de Zootecnia, Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá.
Bogotá, D.C., Colombia
*mlcorreals@unal.edu.co*

Charles Sánchez
Grupo de Investigación en Fisiología de Peces - Facultad de Medicina Veterinaria y de Zootecnia - Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá
Bogotá, D.C., Colombia
*cosanchezr@unal.edu.co*

Liliana Rodríguez
Grupo de Investigación en Fisiología de Peces - Facultad de Medicina Veterinaria y de Zootecnia - Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá
Bogotá, D.C., Colombia
*lrodriguezv@unal.edu.co*

Evaluación de algunos marcadores de exposición a contaminantes en tres especies de bagres colombianos (Pisces: Siluriformes)

**Cítese como:** González-M, J. F., M. Landines, J. Borbón, M. Correal, C. Sánchez y L. Rodríguez. 2014. Evaluación de algunos marcadores de exposición a contaminantes en tres especies de bagres colombianos (Pisces: Siluriformes). *Biota Colombiana* 15 (Supl. 1): 40-51.

Recibido: 11 de febrero de 2014
Aprobado: 20 de enero de 2015